© Biologiezentrum Linz/Austria; download unter www.biologiezentrum.at

Der Endelteich der Wiener Donauinsel und seine Fangzaunanlage für Amphibien: ein sekundäres Gewässer für populationsbiologische Studien

von
Robert Jehle, Norbert Ellinger und Walter Hödl

Zusammenfassung

Am nördlichen Teil der künstlich errichteten Wiener Donauinsel entstand 1979 ein seminatürliches, ca. 1500 m² großes Gewässer („Endelteich"). Durch Wasserdotationen wurde eine Austrocknung des Gewässers verhindert, eine Tendenz zur Verlandung konnte trotz Schilfschnitt nicht unterbunden werden. Der Endelteich stellt ein Refugium für viele nicht nur aquatische Tier- und Pflanzenarten in einer stark anthropogen geprägten Umgebung dar.

Um den Endelteich wurde im Rahmen einer seit 1986 andauernden Langzeitstudie zur Populationsdynamik von Amphibien ein in sich geschlossener, permanenter Fangzaun mit 52 täglich kontrollierten Kübelfallen errichtet (Ausnahme: 1988). In den Jahren 1986 und 1987 kam ein Folienzaun zum Einsatz, seit Februar 1989 dient ein ca. 70 cm hoher Wellplastikzaun dem Erfassen der Amphibien. Aufgrund seiner aufwendigen Bauweise ist der Wellplastikzaun hinsichtlich seiner Fangeffizienz, aber auch hinsichtlich der Errichtungskosten an der Spitze vergleichbarer Studien aus ganz Europa. Die generellen Annahmen der Fangzaun-Kübelfallen-Methodik, potentielle negative Einflüsse des Zauns auf die Amphibienpopulationen und verschiedene Vorkehrungen gegen eine Beeinträchtigung von in Kübelfallen gefangenen Amphibien und Kleinsäugern werden diskutiert.

Summary

The Endelteich pond (Danube Island, Vienna) and its drift fence for amphibians: a seminatural site for population biological studies

The Endelteich pond exists since 1979 as a seminatural aquatic site on the northern part of the artificially constructed "Danube Island" in Vienna. Water donations prevented desiccation of the pond, but in spite of reed cuttings a silting-up process could not be stopped. The Endelteich pond became a refuge for plant and animal species in an environment strongly influenced by human activities.

For a long-term study on the inhabiting amphibian populations, the Endelteich pond was completely encircled by a drift fence with 52 daily controlled pitfall traps (exception: 1988). In 1986 and 1987 a plastic-sheeting fence was used, in February 1989 a permanent drift fence of undulating solid plastic was constructed extending 70cm above the ground. The solid drift fence at the Endelteich pond is the most efficient, but also the most expensive fence compared to other European studies. The general assumptions of the drift-fence pitfall-trap method, potential harmful impacts of the drift fence system on the amphibian populations, and various devices to prevent negative effects for amphibians and small mammals caught in the pitfall traps are discussed.

© Biologiezentrum Linz/Austria; download unter www.biologiezentrum.at

1. Einleitung

Eine Vielzahl von europäischen Tier- und Pflanzenarten, die von internationalen Gesellschaften wie der IUCN („International Union for the Conservation of Nature") als geschützt gelten, unterliegen trotz dieser Regelung einem starken Rückgang. Da das Überleben einzelner Arten streng mit dem Vorhandensein geeigneter Lebensräume verknüpft ist, reicht eine Unterschutzstellung von Tiergruppen allein nicht aus. Sinnvolle Maßnahmen zur Erhaltung der Tier- und Pflanzenwelt müssen ganze Lebensgemeinschaften betreffen und eng mit einem entsprechenden Biotopschutz verknüpft sein.

Durch die fortschreitende Zerstörung der natürlichen Landschaft gewinnen Lebensräume aus zweiter Hand für das Überleben bedrohter Arten derzeit ständig an Bedeutung. Amphibien sind von dieser Tatsache besonders betroffen. Naturbelassene Aulandschaften, ehemals der Hauptlebensraum vieler Frosch- und Schwanzlurcharten, sind in Mitteleuropa mit wenigen Ausnahmen zur Gänze dem Fortschritt zum Opfer gefallen. Die Wiener Donauinsel als primär wasserbauliche Maßnahme gegen Überschwemmungen im Raum Wien (MICHLMAYR 1997) verbindet sekundär die Bereitstellung eines Naherholungsraumes für die Stadtbevölkerung mit einer Schaffung von Lebensräumen für viele Tier- und Pflanzenarten (GOLDSCHMID & GRÖTZER 1993). Entlang der Donauinsel befinden sich mehrere Gewässer, die entweder bewußt angelegt wurden oder als Nebenprodukt der Bautätigkeit entstanden sind und in der Folge durch Pflegemaßnahmen erhalten wurden (GOLDSCHMID 1997). Am sogenannten „Endelteich" im nördlichen Teil der Insel findet seit 1986 eine populationsbiologische Langzeitstudie an Amphibien statt. Das erste Ziel dieses Beitrags ist eine Charakterisierung dieses sekundären Gewässers und seiner Umgebung.

Für populationsbiologische Studien an Amphibien ist die quantitative Erfassung der Lebensgemeinschaften unumgänglich (HEYER et al. 1994, JEHLE 1997). Die meisten mitteleuropäischen Amphibien unternehmen saisonale Wanderungen, mit denen sie einen aquatischen und einen terrestrischen Lebensraum miteinander verbinden. Diese zielgerichteten Ortsveränderungen bieten die Möglichkeit, den Großteil der Individuen einer Population mittels einer Wanderbarriere zu erfassen. Ein Amphibienfangzaun mit Kübelfallen hat sich als solche „Wegsperre" bewährt und wird weltweit angewandt (STORM & PIMENTEL 1954, GIBBONS & BENNETT 1974, HEYER et al. 1994). Im Rahmen einer Langzeitstudie zur Populationsdynamik von Amphibien am Endelteich wurde ein in sich geschlossener, permanenter Zaun um das Untersuchungsgewässer eingesetzt. Im zweiten Teil dieser Arbeit werden die Konstruktion des Fangzaunes erläutert und die damit gemachten Erfahrungen diskutiert, sowie die Fanganlage am Endelteich hinsichtlich ihrer Effizienz mit den Fangzäunen anderer Studien verglichen.

© Biologiezentrum Linz/Austria; download unter www.biologiezentrum.at

2. Der Endelteich auf der Wiener Donauinsel: ein sekundärer Lebensraum

2.1. Historische Entwicklung und Beschreibung des Endelteichs

Der Bau der Wiener Donauinsel erfolgte zwischen 1972 und 1989 in mehreren Bauphasen (MICHLMAYR 1997). Im Zuge der Bauarbeiten kam es an Abstell- und Wendeplätzen von Baumaschinen und ehemaligen Feuerstellen vielfach zur Bildung von Mulden mit verdichtetem Boden. Bereits 1979 füllte sich im nördlichen Ende der Insel eine langgestreckte Bodenvertiefung mit Regenwasser, die bald von Amphibien als Laichgewässer angenommen wurde (DOMANY et al. 1982, BRANDENBURG & KUGLER 1989). Passanten meldeten jedoch regelmäßig, daß dieses temporäre Gewässer im Sommer auszutrocknen drohte, bevor die Amphibienlarven die Metamorphose abschließen konnten. Um den Teich als Laichgewässer zu erhalten, wurde in der Folge eine Rohrleitung zur „Neuen Donau" installiert, mit der bei Bedarf Wasser in den Endelteich gepumpt werden kann. Zusätzlich dazu wurde im Jahr 1989 das Gewässer im Südende etwas vertieft und mit einer Tegeldichtung versehen (GOLDSCHMID & GRÖTZER 1993).

Das Amphibienvorkommen dieses Gewässers und seine Artenvielfalt fielen einige Jahre nach dessen Entstehung auch Wissenschaftlern des Instituts für Zoologie der Universität Wien auf. Frau S. Endel initiierte im Jahre 1986 im Rahmen ihrer Dissertation (ENDEL 1989) eine wissenschaftliche Untersuchung zur Langzeitdynamik der dort vorkommenden Amphibienpopulationen. Seit 1989 trägt das Untersuchungsgewässer in Würdigung der Urheberschaft dieser Langzeitstudie den Namen „Endelteich", unter der Leitung von W. Hödl dauern die Studien an diesem Gewässer bis heute an (JEHLE 1996).

Der Endelteich (Abb. 1) ist das nördlichste permanente Gewässer der Donauinsel. Er befindet sich bei Inselkilometer 19,9 auf niederösterreichischem Boden, ca. 200 m von der Grenze zwischen Wien und Niederösterreich entfernt. Die Distanz zum Einlaufwerk 1 am nördlichen Ende der Insel, das bei hohem Wasserstand den Einstrom von Wasser in die Neue Donau reguliert, beträgt ca. 1,5 km. Die Länge des Teichs beträgt ca. 120 m, die Breite beläuft sich im Mittel auf ca. 12,5 m. Die Gesamtfläche umfaßt im Mittel 1500 m². Die maximale Tiefe beträgt im südlichen Teil etwa 1 m, der nördliche Bereich des Teiches ist ca. 30 cm tief bzw. fällt bei niederem Wasserstand gänzlich trocken. Das Gewässer liegt auf der Inselkrone, etwa 6 m über dem Grundwasserspiegel der Donau.

Das Erscheinungsbild des Endelteiches veränderte sich aufgrund der rasch einsetzenden Sukzession seit seiner Entstehung beträchtlich (Abb. 1, 2). Bald nach seiner Entstehung war er mit Schilf (*Phragmites australis*) und Rohrkolben (*Typha latifolia, T. angustifolia*) bewachsen, am Ufer setzte eine zügige Verbuschung durch Weiden ein (*Salix purpurea, S. fragilis, S. triandra, S. eleagnos,* THONKE 1993). In zwei Untersuchungsjahren (1991 und 1994) wurden im Endelteich bzw. dessen Umgebung Vegetationsaufnahmen nach BRAUN-BLANQUET (1921) durchgeführt (THONKE 1993, ELLINGER 1995). Die feuchte Zone des Teichufers wird nach außen zunehmend von ruderalen Elementen durchsetzt und geht dann in einen den Teich großflächig umgebenden sekundären Trockenrasen über, der aus ursprünglich ausgesäten Wiesen entstand.

Im Verlauf der Untersuchungsperiode verlandete der Endelteichs zusehends. Um einen Teil freier Wasserfläche zu erhalten und eine sukzessive Auffüllung des Gewässers mit organi-

© Biologiezentrum Linz/Austria; download unter www.biologiezentrum.at

Abb. 1: Der Endelteich auf der nördlichen Donauinsel (Wien) / März 1992. Foto: P. Köck

The Endelteich pond at the northern part of the Danube island (Vienna) in March 1992.

Abb. 2: Der Endelteich im Herbst 1985. Foto: S. Wanzenböck-Endel

The Endelteich pond in autumn 1985

schem Material zu verhindern, wurden Pflegemaßnahmen unerläßlich. In den Jahren 1989, 1991, 1994 und 1995 wurden Schilf und Rohrkolben im Gewässer ausgestochen bzw. händisch abgeschnitten und entfernt. Auf diese Weise künstlich geschaffene Freiwasserzonen wachsen allerdings in der Regel innerhalb einer Saison wieder großteils zu, und das starke Pflanzenwachstum zieht trotz dieser Maßnahmen im Teich eine beträchtliche Ablagerung von organischem Schlamm am Gewässerboden nach sich. Die Dicke dieser Schlammschicht wächst von Jahr zu Jahr und beträgt derzeit (1997) ca. 30 cm. Um eine Verlandung des Endelteichs zu vermeiden, ist voraussichtlich in den nächsten Jahren eine Entfernung von organischem Material durch Ausbaggern des Gewässer notwendig.

2.2. Ausgewählte Faunenelemente

Obwohl der Endelteich mehrere Kilometer von der nächsten Donaubrücke entfernt ist, ist der Besucherdruck in der direkten Umgebung als hoch zu erachten. Trotzdem sind – aufgrund des verbuschten Ufers und der Fangzaunanlage – der Endelteich selbst sowie ein schmaler Streifen zwischen Ufer und Zaun von Passanten relativ gut abgeschirmt und bieten neben Amphibien auch einer Reihe anderer Tierarten ein Refugium. Der folgende kurze Abriß soll einige ausgewählte Faunenelemente vorstellen.

Als Räuber von Amphibien wurden vor allem Ringelnattern (*Natrix natrix*) beobachtet. Mittels einer individuellen Erkennungsmethode konnte die Populationsgröße der Schlangen abgeschätzt werden, fünf Amphibienarten wurden als Beute identifiziert (siehe WIENER & CABELA 1997).

Eine wahrscheinlich von Passanten ausgesetzte Europäische Sumpfschildkröte (*Emys orbicularis*) wurde in zwei aufeinanderfolgenden Jahren (1996 und 1997) mehrmals gesichtet (Abb. 3). Das Verbreitungsgebiet dieser Art erstreckt sich von Nordwestafrika über Süd- und Osteuropa bis in das westliche Asien, in Mitteleuropa tritt sie nur sporadisch auf. Kleinere Bestände im Stadtbereich von Wien befinden sich derzeit in Augewässern der Lobau und des

© Biologiezentrum Linz/Austria; download unter www.biologiezentrum.at

Abb. 3: Europäische Sumpfschildkröte (*Emys orbicularis*), Endelteich. Foto: W. Hödl

European swamp turtle (*Emys orbicularis*), Endelteich pond.

Abb. 4: Beutelmeise (*Remiz pendulinus*), Marchegg (Niederösterreich). Foto: W. Hödl

Penduline tit (*Remiz pendulinus*), Marchegg (Lower Austria).

Praters (GRILLITSCH 1990). Das nacheiszeitliche Vorkommen von *E. orbicularis* ist im gesamten Wiener Raum durch subfossiles Material belegt, die Frage der Ursprünglichkeit der derzeit vorhandenen Populationen kann jedoch wegen in der Vergangenheit massiv erfolgter Aussetzungen nicht eindeutig beantwortet werden. Im Nationalpark Donauauen östlich von Wien wurde 1996 die erfolgte Eiablage und Fortpflanzung mehrerer Individuen dokumentiert, eine umfangreiche Populationsstudie ist derzeit im Gang (RÖSSLER, in Vorbereitung). Die Eier der Europäischen Sumpfschildkröte werden in überschwemmungssicherer Entfernung vom Ufer an sandigen und ausreichend besonnten Plätzen abgelegt. Die Überwinterung erfolgt am Gewässergrund (ENGELMANN et al. 1986).

Im Jahr 1992 konnte ein brütendes Beutelmeisenpaar *(Remiz pendulinus)* im Weidengebüsch am südlichen Teichufer beobachtet werden (Abb. 4). Beutelmeisen ziehen ihren Nachwuchs in aus feinem pflanzlichem Material und Tierwolle gebauten hängenden Beutelnestern auf (BERGMANN & HELB 1982). Sie sind die einzigen heimischen Vertreter der Vogelfamilie Remizidae, an einem breiten schwarzen Fleck am Kopf sind sie leicht zu erkennen. Ihr Verbreitungsgebiet erstreckt sich hauptsächlich über Osteuropa sowie Teile Italiens und der Iberischen Halbinsel (PETERSON et al. 1992). Beutelmeisen sind keine Zugvögel, streifen jedoch in Jahren mit widrigen Witterungsbedingungen gelegentlich auch außerhalb ihres üblichen Verbreitungsareales umher. Weitere dominante oder bemerkenswerte Vertreter der Vogelfauna am Endelteich sind Rohrammern *(Emberiza schoeniclus)*, Drosselrohrsänger *(Acrocephalus arundinaceus)*, Elstern *(Pica pica)*, Teichhühner *(Gallinula chloropus)* und Stockenten *(Anas platyrhynchos)*.

Im Lauf der Untersuchungsperiode wurden jährlich neben den Amphibien auch eine Reihe von Kleinsäugern in den Kübelfallen gefangen: Maulwurf *(Talpa europea)*, Spitzmäuse *(Soricidae)*, und Wühlmäuse *(Arvicolidae)*. In der Umgebung des Endelteichs wurden gelegentlich ein Fuchs *(Vulpes vulpes)* sowie ein Mauswiesel *(Mustella nivalis)* gesichtet.

Ein wegen Größe und Färbung seiner Larve besonders bemerkenswerter Schmetterling ist der Weidenbohrer *(Cossus cossus)*, dessen Raupe ebenfalls regelmäßig in den Kübelfallen angetroffen wurde (Abb. 5). Die Eier dieses Vertreters der Familie der Holzbohrer (Cossidae) werden im Juni in Rindenritzen abgelegt. Die im Juli schlüpfenden Raupen fressen in ihrem ersten Lebensjahr unter der Rinde von Laubbäumen, vor allem von Weiden und Pappeln. Die

© Biologiezentrum Linz/Austria; download unter www.biologiezentrum.at

Abb. 5: Weidenbohrer (*Cossus cossus*) – Raupen wurden regelmäßig in den Kübelfallen gefunden. Foto: W. Hödl

Larvae of *Cossus cossus* were frequently found in the pitfall traps.

bis zu 10 cm langen Larven sind rotbraun gefärbt und mit großen, nach vorne stehenden Mandibeln ausgestattet. Bei Berührung stößt die Weidenbohrerraupe aus den Mandibeldrüsen ein nach Essig riechendes Sekret aus. Später wechseln die Larven in das Kernholz der Weiden, wo sie zwei bis vier Jahre bleiben. Danach folgt im April ein drei bis vier Wochen dauerndes Puppenstadium in Fraßgängen nahe der Rindenoberfläche oder im Erdboden. Schließlich schlüpft aus dem aus Seidengespinst und abgenagtem Holz bestehenden Puppenkokon der dickleibige, rindenähnlich gezeichnete Falter mit einer Spannweite von bis zu 10 cm (CARTER & HARGREAVES 1987, JACOBS & RENNER 1988).

Ein gelegentliches Aussetzen von standorts- oder faunenfremden Individuen von Passanten konnte durch Einzelfänge von Krallenfröschen *(Hymenochirus sp.)*, chinesischer Rotbauchunke *(Bombina orientalis)* und Rotwangen-Schmuckschildkröten *(Pseudemys scripta-elegans)* in den Kübelfallen des Fangzaunes belegt werden. Im Gewässer wurde ein einzelner Goldfisch *(Carassius auratus)* über mehrere Jahre gesichtet (persönliche Beobachtung der Autoren).

3. Die Fanganlage am Endelteich: ein Erfahrungsbericht

Der Einsatz von Amphibienfangzäunen ist vor allem als Artenschutzmaßnahme entlang von stark befahrenen Straßen bekannt: Um einen Verkehrstod wandernder Amphibien zu verhindern, werden mit parallel zum Straßenrand verlaufenden Zäunen Frösche und Kröten vom Überqueren der Straße abgehalten. Populationsbiologische Studien wie die in diesem Band beschriebene Untersuchung machen sich prinzipiell dieselbe Erfassungsmethode zunutze; um die für die jeweilige Fragestellung benötigten Daten zu erhalten bzw. um die Ergebnisse wissenschaftlich interpretieren zu können, sind jedoch einige zusätzliche Überlegungen notwendig.

© Biologiezentrum Linz/Austria; download unter www.biologiezentrum.at

3.1. Die Bauweise der Fangzaunanlage am Endelteich

Am Beginn der Langzeitstudie im März 1986 wurde um den Endelteich ein Plastikfolienzaun in einem Meter Entfernung vom Gewässer errichtet. Zu diesem Zweck wurde eine ein Meter breite Polyaethylenfolie etwa 30 cm tief in den Boden eingegraben und mittels Eisenstangen und Draht zu einer Höhe von etwa 50 cm aufgespannt (Abb. 6). In Abständen von 10 m wurden am Zaun alternierend an der Innen- und Außenseite insgesamt 52 Plastikkübel mit einem Fassungsvermögen von 10 Litern ebenerdig eingegraben (ENDEL 1989). Dieser Folienzaun wurde im Dezember 1987 nach beinahe zweijähriger Funktionsdauer wieder entfernt.

Im Jahr 1988 wurden am Endelteich nur Stichproben erhoben. Im Februar 1989 wurde ein neuer Zaun errichtet, welcher seither in Funktion ist (Abb. 7). Die Bereitstellung des Baumaterials sowie die Errichtungs- und Ausbesserungsarbeiten wurden von der Magistratsabteilung 45 (Wasserbau) der Gemeinde Wien übernommen. Der Zaun wurde aus grün-transparentem, stabilem Wellplastik in einer Entfernung von zwei bis fünf Metern vom Teich errichtet. Er ist etwa 70 cm hoch und 30 cm tief in das Erdreich versenkt (Abb. 8). Durch senkrecht eingeschlagene Holzpfosten im Abstand von 2 bis 2,5 m ist der Zaun im Erdboden verankert und stabilisiert. Eine 25 cm breite, horizontale Aluminiumabdeckung am Oberrand des Zaunes soll für diejenigen Amphibien eine Überwindung des Zaunes unmöglich machen, die imstande sind, senkrecht am Plastik bzw. an den Pfosten hochzuklettern. Die Anzahl von 52 Kübelfallen, jeweils 26 alternierend auf der Innen- bzw. Außenseite, wurde beibehalten; zwischen zwei Kübeln derselben Seite liegt ebenfalls eine Distanz

Abb.6: Der Plastikfolienzaun kam 1986 und 1987 zum Einsatz. Foto: S. Wanzenböck-Endel

The plastic-sheeting fence used in 1986 and 1987.

Abb. 7: Ein Wellplastikzaun wurde von 1989 bis 1997 verwendet. Foto: links, W. Hödl; rechts, S. Greßler

A fence of undulating solid plastic was used between 1989 and 1997.

© Biologiezentrum Linz/Austria; download unter www.biologiezentrum.at

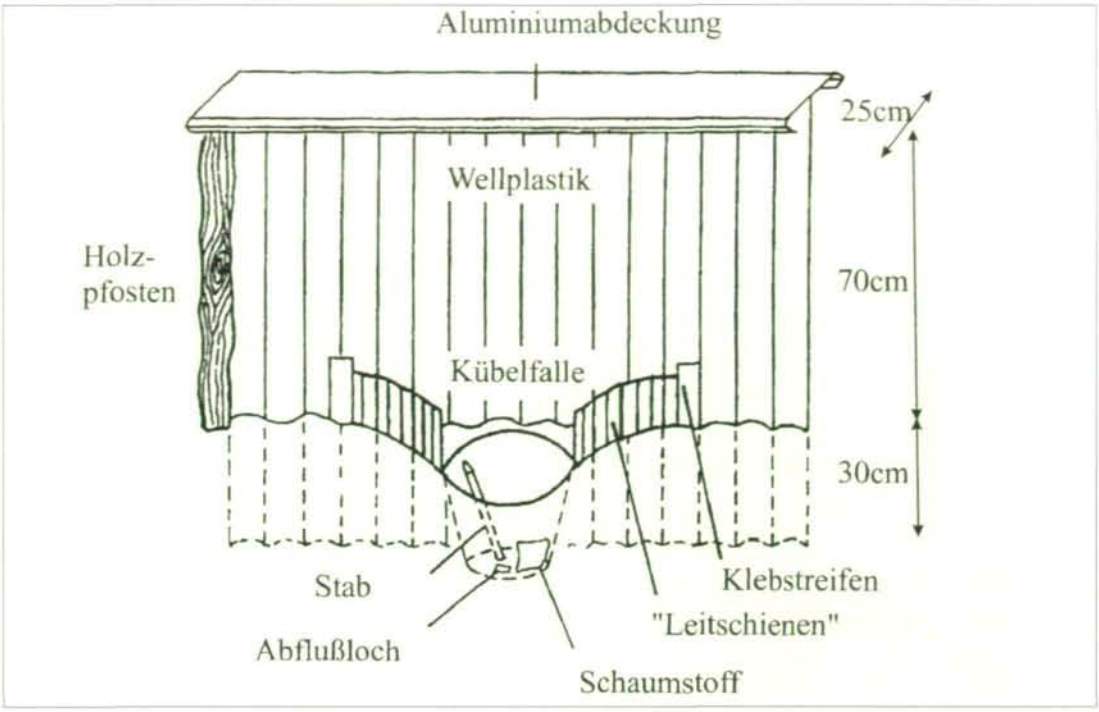

Abb. 8: Die Konstruktion des Wellplastikzaunes.

The construction of the solid fence.

Abb. 9: Kübelfalle. Foto: J. Tamnig

Pitfall trap.

Abb. 10: Die Kübelfallen wurden täglich am Morgen geleert. Fangergebnis in Kübelfalle Nr. 5a vom 6 April 1996. Foto: W. Hödl

Pitfall traps were emptied daily in the morning hours. Captures of pitfall trap No. 5a on 6 April 1996.

von ca. 10 m. Die Kübel wurden möglichst nahe am Zaun und ebenerdig eingegraben. Um die am Zaun entlangwandernden Tiere am Passieren einer Kübelfalle zwischen Zaun und Kübelrand zu hindern, wurden an jedem Kübel links und rechts Leisten aus Wellplastik angebracht. Die Leisten sind mittels Klebestreifen am Zaun fixiert und führen vom Zaun zum Kübelrand. Sie erfüllen die Funktion von „Leitschienen" und sollen die Tiere direkt in die Eimer leiten (Abb. 8–10).

© Biologiezentrum Linz/Austria; download unter www.biologiezentrum.at

Jeder Kübel verfügt am Boden über ein Abflußloch für Niederschlagswasser. Um zu verhindern, daß kleine Amphibien durch die Löcher unter die Eimer gelangen können, sind die Öffnungen mittels dünnmaschigem Metallgitter gesichert. Eine 15 bis 20 cm tiefe, mit grobkörnigem Material gefüllte Sickergrube unter jedem Kübel soll den Rückstau von Regenwasser im Kübel verhindern. Weiters befindet sich in jedem Kübel ein Stück Schaumstoff, das im Sommer künstlich feucht gehalten wird. Ein vom Kübelboden bis über den Kübelrand reichender Stock dient in jeder Kübelfalle als Aufstiegshilfe für gefangene Kleinsäuger und Insekten.

Eine kurzfristige Beeinträchtigung der Zaunanlage ergab sich aus einem Brand am 21. August 1992, dem etwa die Hälfte der Fangzaunanlage zum Opfer fiel (Abb. 11). Am darauffolgenden Tag wurde ein provisorischer, ca. 30cm hoher Folienzaun errichtet. Die Effizienz dieses Ersatzzaunes lag augenscheinlich weit unter der des fixen Zaunes, in diesem Jahr wurde eine höhere Zahl an Fehlfängen registriert (Tab. 1). Nach 23 Tagen wurde der provisorische Zaun von Mitarbeitern der Magistratsabteilung 45 der Gemeinde Wien durch Wiederaufbau des ursprünglichen Wellplastikzauns ersetzt. Am 17. 9. 1992 war die fixe Fanganlage wiederhergestellt (JEHLE 1994).

Tabelle 1: Relative Anzahl derjenigen Donaukammolche (*Triturus dobrogicus*), die zweimal hintereinander an derselben Seite des Fangzauns registriert wurden. Angaben in Prozent der Gesamtzahl der Wiederfänge.
*: Plastikfolienzaun
**: Durch einen Brand wurde am 21. August ca. die Hälfte des Wellplastik-Fangzaunes zerstört und für 28 Tage durch einen provisorischen Folienzaun ersetzt.

Proportion of Danube crested newts (*Triturus dobrogicus*) which were captured consecutively at the same side of the fence made of undulating solid plastic, in percent of the total number of recaptures.
* 1987: plastic-sheeting fence
** 1992: the permanent fence was destroyed by a fire on August 21 and replaced the following day by a plastic-sheeting fence for 28 days.

Untersuchungsjahr study year	Männchen (%) males (%)	Weibchen (%) females (%)	Subadulte (%) subadults (%)	Gesamt (%) total (%)
1987*	20,3	12,7	43,8	20
1989	3,3	3,2	0	3,3
1990	0	0	0	0
1991	0	2,1	5	1,7
1992**	20	16,7	23,5	20
1993	0	9,09	7,01	7,6
1994	0	2,86	10	3,23
1995	14,3	0	0	5,26
Mittelwert/average	7,24	5,83	11,17	7,64
Mittelwert/average 1989-1991, 1993-1995	2,93	2,87	3,66	3,51

© Biologiezentrum Linz/Austria; download unter www.biologiezentrum.at

Abb. 11: Nach dem Brand am Endelteich am 21 August 1992. Fotos: R. Jehle

After the fire at the Endelteich pond on 21 August 1992.

Die hohe Attraktivität der Donauinsel als Naherholungsgebiet für die Wiener Stadtbevölkerung bedingt einen ständigen Besucherdruck (GOLDSCHMID & GRÖTZER 1993, GOLDSCHMID 1997). Der Endelteich an sich ist durch die Umzäunung und durch relativ dichte Ufervegetation gut abgeschirmt und wird nicht als Badeteich benutzt. Der Tatsache, daß Fußgänger und Radfahrer Tiere aus den Kübeln entfernen könnten, wird durch Kontrollgänge in den frühen Morgenstunden Rechnung getragen. Von der Magistratsabteilung 45 der Stadt Wien aufgestellte Hinweistafeln und persönliche Gespräche mit Besuchern üben eine Präventivwirkung aus. Abgesehen von einer Entnahme der Stöcke und Schaumstoffstücke aus den Kübelfallen blieben der Teich und die Fanganlage von gröberen Schäden und Vandalismus verschont.

3.2. Ein Vergleich mit anderen Fangzaunanlagen

Für Freilandstudien an Amphibien wurden bisher Fangzäune unterschiedlichster Materialien verwendet: Polyaethylenfolien (VERRELL & HALLIDAY 1985a, ANDREONE & GIACOMA 1989), Aluminium (DODD 1991), feinmaschiges Metallgitter (ARNTZEN et al. 1995), Stoffvlies („Netlon") und eine Kombination mehrerer Materialien (ARNTZEN et al. 1995). In Kombination mit unterschiedlichen Zaunhöhen und Versenkungstiefen wirken sich die verwendeten Materialien auf den Prozentsatz der Individuen aus, die ohne ihre Registrierung den Zaun überqueren können. Ein möglichst wirkungsvoller Fangzaun ermöglicht nicht nur das reine Sammeln von möglichst vielen Datenpunkten, sondern hat auch wesentlichen Einfluß auf die Qualität der erhaltenen Ergebnisse.

© Biologiezentrum Linz/Austria; download unter www.biologiezentrum.at

Die Fangzaunanlage am Endelteich steht bezüglich der Erfassung eines möglichst großen Teils einer Molchpopulation im internationalen Vergleich an erster Stelle (ARNTZEN et al. 1995: Für einen quantitativen Vergleich verschiedener Studien wurde ein mathematischer Index herangezogen, der die erfaßten „Einwanderer" mit den „Auswanderern" vergleicht). Die hohe Effizienz des Zauns beruht hauptsächlich auf dessen aufwendiger Bauweise. Die Materialkosten pro Laufmeter für Zäune vergleichbarer Studien belaufen sich von 2,5 ECU (DODD & SCOTT 1994) bis 20 ECU (PODLOUCKY 1989, aus ARNTZEN et al. 1995). Die entsprechenden Kosten des Zauns am Endelteich liegen bei etwa 80 ECU (Preisbasis 1995, GOLDSCHMID, pers. Mitt.). Damit ist der Zaun am Endelteich nicht nur die effizienteste, sondern auch bei weitem die teuerste aller Fanganlagen vergleichbarer Studien. In Eigenfinanzierung und ohne Mithilfe von Mitarbeitern der Gemeinde Wien wäre die Errichtung dieses Zauns sicherlich nicht möglich gewesen.

Um die beiden am Endelteich verwendeten Zäune zu vergleichen, zogen wir die relative Anzahl der Donaukammmolche heran, die zweimal hintereinander an derselben Seite des Zaunes registriert wurden, d. h. den Zaun mindestens einmal unbemerkt überschritten hatten (Tab. 1). Der fixe Wellplastikzaun ist weitgehend unüberwindlich, lediglich etwa 3,5% aller jährlich registrierten Individuen konnten ihn unbemerkt überqueren. Der Folienzaun des Jahres 1987 wies eine bedeutend niedrigere Effizienz auf als der Wellplastikzaun, das dünne Zaunmaterial war sehr beschädigungsanfällig und die Stützen wenig stabil verankert, so daß der Zaun an manchen Stellen durch Windeinwirkung fast zum Liegen kam (SCHRAMM 1992). Die Zerstörung eines Teils des Wellplastikzauns im Jahr 1992 macht sich ebenfalls negativ bemerkbar. Die Effizienz eines Fangzaunes schwankt innerhalb derselben Art aufgrund von unterschiedlicher physiologischer Verfassung, sowie in Abhängigkeit von Geschlecht, Entwicklungsstadium und Größe der Tiere (DODD 1991, DODD & SCOTT 1994, ARNTZEN et al. 1995). Subadulte Molche, die eine geringere Größe besitzen und anscheinend kleine Erdlöcher besser nützen können, wiesen am Endelteich einen höheren Prozentsatz von „Falschfängen" auf als Adulttiere.

3.3. Ein Diskussionsansatz zur Verwendung von Fangzäunen

Bei der Anwendung von Fangzäunen um ein Amphibienlaichgewässer wird von folgenden Grundannahmen ausgegangen, die eine Idealisierung des Ist-Zustandes darstellen (verändert nach DODD & SCOTT 1994):

1. Sämtliche Individuen verfügen über eine Motivation zum Betreten bzw. Verlassen des umzäunten Areals.
2. Die Tiere wandern nach dem ersten Kontakt mit der Fanganlage den Zaun entlang, bis sie auf eine Kübelfalle treffen und in diese hineinfallen. Das Wanderverhalten der Tiere wird durch den Fangzaun nicht verändert.
3. Der Fangzaun ist (weitgehend) unüberwindlich.
4. Die gefangenen Individuen überdauern den Aufenthalt in den Kübelfallen unbeschadet. Ein Entkommen aus den Kübelfallen ist (weitgehend) unmöglich.

© Biologiezentrum Linz/Austria; download unter www.biologiezentrum.at

5. Die Unterbrechung des Wanderkorridors führt nicht zu einer Vermeidung des betreffenden Untersuchungsgewässers. Die zu untersuchenden Populationsparameter werden durch den Fangzaun nicht beeinflußt.

ad 1.

Die Fortpflanzungaktivität im Gewässer ist für mitteleuropäische Amphibien sicherlich eine sehr starke Motivation, nach einer Überwinterung an Land im Frühjahr ein Laichgewässer aufzusuchen. Bei einigen Amphibienarten wie Kammolch (*Triturus cristatus*, HAGSTRÖM 1982, FASOLA & CANOVA 1992) und Grasfrosch (*Rana temporaria*, VERRELL & HALLIDAY 1985b) sind teilweise aquatische Überwinterungen nachgewiesen, Seefrösche (*Rana ridibunda*) verbringen den Winter generell im Wasser (GÜNTHER 1990). Diesen Arten fehlt zum Teil eine Appetenz, das umzäunte Areal im Herbst zu verlassen, d. h. sie können nicht mittels Amphibienfangzaun erfaßt werden. Diese Tatsache ist ein möglicher Grund, warum am Endelteich jedes Jahr nicht nur Neufänge von Juveniltieren, sondern auch von subadulten und von adulten Individuen vor allem in den Innenkübeln registriert werden. Die Größe des unregistriert am Gewässer verweilenden Populationsanteiles von Molchen kann z. B. durch den Einsatz von aquatischen Unterwasser-Trichterfallen abgeschätzt werden (GRIFFITHS 1985, KÜHNEL & RIECK 1988).

Die Funktionsweise eines Fangzaunes kann für unterschiedliche Amphibienarten stark variieren (DODD 1991, MCCOMB et al. 1991). Eine Gegenüberstellung der beiden individuell registrierten Arten des Endelteichs (Donaukammolch und Knoblauchkröte) zeigt, daß die jährliche relative Anzahl der bisher unregistrierten subadulten und adulten Fänge – d. h. Tiere, die trotz Fangzaun nicht erfaßt werden konnten - für Knoblauchkröten wesentlich geringer ist als für Donaukammolche (Tab. 2). Da der Zaun für Molche weitgehend unüberwindlich ist (Tab. 1), bleiben das Vorhandensein unregistrierter Individuen innerhalb der Zaunanlage oder Mängel in der individuellen Identifikationsmethodik (JEHLE 1997) als Erklärungsursache.

ad 2.

Ein Einfluß von Fangzäunen auf das Wanderverhalten von Amphibien ist nur sehr schwer festzustellen. Genau diejenigen Parameter, die potentiell einer negativen Beeinflussung unterliegen, können lediglich mit der Fangzaun-Kübelfallen-Methodik erfaßt werden, eine direkte Kontrolle durch einen Vergleich mit Alternativmethoden ist dadurch unmöglich. Die Tatsache,

Tabelle 2: Relativer Anteil (%) der jährlichen Neufänge adulter und subadulter Donaukammmolche (*Triturus dobrogicus*) und Knoblauchkröten (*Pelobates fuscus*) an der Gesamtfangzahl von 1987 bis 1995.

Relative proportion (%) of newly captured adult and subadult Danube crested newts (*Triturus dobrogicus*) and common spadefoot toads (*Pelobates fuscus*) in percent of the total number of captured individuals.

Untersuchungsjahr study year	*Triturus dobrogicus*	*Pelobates fuscus*
1987	100	100
1989	52,1	25
1990	27,7	12
1991	35,9	1,8
1992	30,4	7,1
1993	36,2	4
1994	27,8	6,1
1995	44,1	-

© Biologiezentrum Linz/Austria; download unter www.biologiezentrum.at

daß Amphibien beim Kontakt mit der Fanganlage den Zaun entlangwandern bis sie auf eine Kübelfalle treffen, wird in der Regel trotz fehlender empirischer Daten als theoretische Annahme akzeptiert. Mögliche Änderungen der Verhaltensweisen ergeben sich aus einer zeitlichen Verzögerung der Wanderung, einer Desorientierung der Individuen und aus Beinträchtigungen des körperlichen Zustandes durch den Aufenthalt in einer Kübelfalle und/oder durch das Hantieren bei der Markierung und Registrierung. Eine weitere mögliche Beeinflussung der Wanderverhaltens besteht in der Windundurchlässigkeit des Fangzaunes (ARNTZEN et al. 1995), da olfaktorische Reize für die Orientierung vieler einheimischer Arten eine Rolle spielen (SINSCH 1987, JOLY & MIAUD 1989).

ad 3.

Die vollständige Unüberwindbarkeit eines Fangzaunes wird bei vielen Studien während der Datenauswertung theoretisch angenommen, trifft in der Praxis jedoch wahrscheinlich nur in den seltensten Fällen zu. Im Rahmen der Planung einer Populationsstudie ist es notwendig, eine Kosten-Nutzen-Rechnung anzustellen, ob ein teurer, sehr effizienter Zaun errichtet werden soll, oder ob mit einer einfacheren Variante die benötigten Daten – mit geringerer Genauigkeit - ebenfalls erhoben werden können.

Ein Überklettern des Wellplastikzaunes am Endelteich dürfte aufgrund der horizontalen Aluminiumabdeckung an dessen Oberseite lediglich für den Laubfrosch *(Hyla arborea)* möglich sein. Für Schwanzlurche besteht die Vermutung, daß sie von Kleinsäugern (z. B. Maulwurf) gegrabene Gänge benutzen können, um einen Fangzaun zu unterqueren (siehe auch DODD 1991). Maulwurfsgänge entlang des Zaunes wurden in der Tat häufig beobachtet, scheinen aber - wenn überhaupt - nur in sehr geringem Maße zur Unterquerung verwendet zu werden (siehe Tab. 1). Knoblauchkröten könnten unter Umständen aufgrund ihrer Befähigung zum Graben den Fangzaun eigenständig unterqueren, ohne bereits vorhandene Untertunnelungen zu benötigen. Die hohe Fangeffizienz der Fanganlage am Endelteich (vgl. GREßLER 1995, WIENER 1995) sowie der stark verdichtete Boden in diesem Bereich sprechen allerdings gegen diese Annahme. Fehler der Bearbeiter sowie Eingriffe von Passanten als zusätzliche Ursache für unregistrierte Zaunüberwindungen können ebenfalls nicht ausgeschlossen werden.

Die Durchlässigkeit eines Fangzaunes ist auch abhängig von dessen Pflege. Starkes Vegetationswachstum in Zaunnähe kann Amphibien eine Gelegenheit bieten, den Zaun zu überklettern. Der unmittelbar an einen Fangzaun angrenzende Bereich kann durch regelmäßiges Mähen oder durch Herbizideinsatz von übermäßig wuchernder Vegetation freigehalten werden (ARNTZEN et al. 1995). Am Endelteich erfolgt das Kurzhalten der Vegetation durch bedarfsmäßiges Abmähen.

ad 4.

Die Kontrolle der Kübelfallen erfolgt am Endelteich einmal täglich in den frühen Morgenstunden. Die meisten mitteleuropäischen Amphibien sind dämmerungs- und nachtaktiv. Im Verlauf von zwei Nächten, während denen eine Kontrolle der Kübel stündlich erfolgte (7./8. 10. 1991, 9./10. 10. 1991, THONKE 1993), befanden sich um 21 Uhr bereits mehr als 70% der Fänge von Donaukammolchen in den Kübelfallen. Auch das nächtliche Maximum der Wanderaktivität der Knoblauchkröte wird mit ca. 21 Uhr angenommen (STÖCKLEIN 1980, WAGERMAIER 1992). Die meisten gefangenen Individuen scheinen daher den Großteil der Nacht bzw. eine Zeitspanne von 8-10 Stunden in den Fangeimern zu verweilen.

© Biologiezentrum Linz/Austria; download unter www.biologiezentrum.at

In den Sommermonaten kommt es aufgrund der starken Sonneneinstrahlung schon bereits in den frühen Morgenstunden zu einer starken Erwärmung der Kübelfallen. Der daraus resultierende Hitzestreß kann bei Amphibien zur Dehydrierung und in Verbindung mit einer Austrocknung der Haut zum Erstickungstod führen (DAOUST 1991). Um die Sterblichkeit der Amphibien in den Fangeimern durch Hitze und Wasserverlust zu verringern, sind die Kübelfallen am Endelteich mit Schaumstoffstücken versehen, die ständig feucht gehalten werden und überdies den gefangenen Amphibien eine Unterschlupfmöglichkeit gewähren. Trotz dieser Maßnahme wurden am Endelteich in den Kübelfallen einzelne durch Austrocknung verendete Amphibien registriert. Vor allem Juveniltiere sind in den Sommermonaten gefährdet. Im Jahr 1994 wurden z. B. acht juvenile Donaukammolche (1,14% aller Fänge dieser Art), sechs juvenile Grünfrösche (3,17%), eine juvenile Unke (0,56%) und ein Springfrosch (0,20%) ausgetrocknet in den Kübelfallen vorgefunden (GREßLER 1995). Einzelne Amphibien sind aufgrund ihrer unterschiedlichen jahreszeitlichen Einbindung des Wanderverhaltens verschieden stark bedroht. Juvenile Knoblauchkröten, deren Hauptabwanderung in den Monaten Juli und August erfolgt, sind potentiell stärker gefährdet als juvenile Donaukammolche, die im September/Oktober zu einer im Mittel bereits kühleren Jahreszeit abwandern (JEHLE et al. 1997). Eventuelle Einflüsse von Todesfällen in den Kübelfallen auf die Populationsdynamik der einzelnen Arten sind nicht bekannt.

Die in den Kübelfallen gefangenen Amphibien sind neben klimatischen Einflüssen auch einer vermehrten Gefahr durch Freßfeinde ausgesetzt. Am Endelteich wurden Laufkäfer (Carabidae), Kurzflügelkäfer (Staphylinidae) und Aaskäfer (Necrophoridae) als Räuber von juvenilen Amphibien beobachtet (SCHRAMM 1992, GREßLER 1995, ELLINGER 1995). Eine Erbeutung von juvenilen Schwanzlurchen in Landfallen durch Laufkäfer ist auch durch andere Studien belegt (THIESMEIER 1990, KUPFER 1996). Ringelnattern *(Natrix natrix)* sind weitere nachgewiesene Freßfeinde am Endelteich, wobei der Fangzaun zu einer Abundanzerhöhung innerhalb des umzäunten Bereichs geführt haben könnte (ELLINGER 1995, WIENER & CABELA 1997). Aufgrund der Tagaktivität von Ringelnattern können die Verluste an gefangenen Amphibien durch Kontrollgänge in den frühen Morgenstunden gering gehalten werden (WIENER 1995).

Einzelne Amphibienarten können die Kübelfallen selbständig verlassen und werden daher nur unvollständig registriert. Dies gilt aufgrund seines guten Klettervermögens vor allem für den Laubfrosch *(Hyla arborea)*, aber auch für adulte Braun- und Grünfrösche, die aus den Kübelfallen springen können (persönliche Beobachtung der Autoren). Juvenile Teichmolche und Kammolche können vor allem bei Regenwetter an den Kübelwänden haften bleiben und wurden bereits beim Herauskriechen aus den Kübelfallen beobachtet (ENDEL 1989, THONKE 1993). Knoblauchkröten konnten bisher in keinem Untersuchungsjahr beim Verlassen der Kübelfallen beobachtet werden (WIENER 1995).

ad 5.

Obwohl die Fangzaunanlage am Endelteich eine große Zahl sehr wertvoller Daten lieferte (im Mittel über 10 000 Datenpunkte/Jahr, bei einer mittlerweile 12jährigen Laufzeit), kann eine möglichst dichte Barriere rund um ein Untersuchungsgewässer gerade jene populationsbiologischen Parameter beeinflussen, die sie messen soll (HALLIDAY 1995). Eine mögliche Einwirkung besteht darin, daß bevorzugt Juveniltiere und Subadulte von einer Abwanderung im

© Biologiezentrum Linz/Austria; download unter www.biologiezentrum.at

Herbst abgehalten werden. Sie sind eher in der Lage, sich aus den Kübelfallen zu befreien und überwintern unter Umständen im schmalen Bereich zwischen Gewässerufer und Fangzaun, der unregistriert am Untersuchungsgewässer verweilende Populationsanteil nähme dadurch im Laufe der Untersuchung zu. Tatsächlich ist für den Donaukammolch die Zahl der Neufänge, die mittels Unterwasserfallen im Gewässer gefangen wurde, relativ groß (TAMNIG, RIPFL in Vorb.). Zusätzlich verringerte sich der Anteil derjenigen Donaukammolche, die im Frühjahr zuwandern und im Herbst wieder abwandern, im Lauf der Untersuchungsjahre beträchtlich (JEHLE et al. 1997). Eine denkbare Alternative zum Fangzaun am Endelteich wären in Zukunft Barrieren, die das Gewässer nicht vollständig umgeben und wandernde Tiere nur stichprobenartig erfassen (HALLIDAY 1995).

Bei einigen Studien ist dokumentiert, daß auch Kleinsäuger in den Kübelfallen gefangen werden und darin zu Tode kommen (z. B. SCHÄFER & KNEITZ 1993). Um die Gefahr des Ertrinkens bei starken Niederschlägen zu verringern, werden teilweise dünne Styroporplatten eingesetzt, die bei hohem Wasserstand in den Kübeln eine Rückzugsmöglichkeit bieten und aufgrund ihrer wärmeisolierenden Eigenschaften bei Kleinsäugern eine Unterkühlung verzögern (SCHÄFER & KNEITZ 1993). Bei den am Endelteich verwendeten Kübelfallen wird durch Abflußlöcher am Kübelboden ein Rückstau von Niederschlagswasser weitgehend verhindert. Bei längerem Aufenthalt in einer Kübelfalle besteht für Kleinsäuger aufgrund ihrer hohen Stoffwechselrate auch die Gefahr des Verhungerns. Am Endelteich werden als Schutzmaßnahme dünne Stöcke eingesetzt, die in jedem Kübel vom Boden bis über den Rand reichen und gefangenen Kleinsäugern und Insekten das Verlassen der Kübelfalle erleichtern sollen. Nicht kletterfähige Arten wie Maulwürfe (*Talpa europea*) sowie verschiedene Spitzmäuse (*Soricidae*) und Wühlmäuse (*Arvicolidae*) wurden im Laufe dieser Studie vereinzelt in den Fangeimern registriert, davon einige auch als Todfunde. Im Jahr 1994 wurden z. B. insgesamt zehn verendete Kleinsäuger gefangen (GREßLER 1995), im Vergleich zu anderen Fanganlagen, bei denen zum Teil Tausende von Kleinsäugern verenden (BOYE & MEINIG 1997), ist die Mortalitätsrate von Kleinsäugern am Fangzaun des Endelteiches sehr gering.

Aus den bisher angeführten Überlegungen und Einschränkungen ergibt sich eine gewisse Auswirkung des Fangzaunes auf die einzelnen Amphibien und die Entwicklung der Amphibiengemeinschaft, deren Ausmaß jedoch nur teilweise quantifiziert werden kann. Die Verwendung von Fangzäunen zur Erfassung von freilebenden Amphibien ist zweifelsfrei eine Standardmethodik, trotzdem sollte künftig mehr Aufmerksamkeit auf die empirische Überprüfung der zugrunde gelegten Annahmen gerichtet werden, um die tatsächliche Größe der Einflußnahme abschätzen zu können.

Danksagung

Robert Jehle wurde während der Vorbereitung des Manuskripts vom Österreichischen Fonds zur Förderung der wissenschaftlichen Forschung (FWF Projekt Nr. P-11852 BIO, Projektleiter: W. Hödl) und der Kommission für interdisziplinäre ökologische Studien der Österreichischen Akademie der Wissenschaften finanziell unterstützt.

© Biologiezentrum Linz/Austria; download unter www.biologiezentrum.at

Literatur

ANDREONE F. & C. GIACOMA (1989): Breeding dynamics of *Triturus carnifex* at a pond in northwestern Italy (Amphibia, Urodela, Salamandridae). Holarctic Ecology **12**: 219-223.

ARNTZEN J.W., OLDHAM R. S. & D. M. LATHAM (1995): Cost effective drift fences for toads and newts. Amphibia-Reptilia **16**: 137-145.

BOYE P. & H. MEINIG: Amphibienlandfallen aus der Sicht des Säugetierschutzes. In: HENLE K. & M. VEITH (Hrsg.). Naturschutzrelevante Methoden der Feldherpetologie Mertensiella **7**: 365–376.

BRAUN-BLANQUET J. (1921): Pflanzensoziologie. Springer Verlag, Wien.

BRANDENBURG C. & H. J. KUGLER (1989): Pflegekonzept Donauinsel. Unveröffentlichte Diplomarbeit, Universität für Bodenkultur Wien.

CARTER D. J. & B. HARGREAVES (1987): Raupen und Schmetterlinge Europas und ihre Futterpflanzen. Verlag Paul Parey, Hamburg & Berlin.

DAOUST J. L. (1991): Coping with dehydration of trapped terrestrial anurans. Herpetological Review **22**: 95.

DODD C. K. (1991): Drift-fence associated sampling bias of amphibians at a Florida Sandhills temporary pond. Journal of Herpetology **25**: 296-301.

DODD C. K. (1992): Biological diversity of a temporary pond herpetofauna in north Florida Sandhills. Biodiversity and Conservation **1**: 125-142.

DODD C. K. & D. E. SCOTT (1994): Drift fences encircling breeding sites. In: HEYER W. R., DONNELLY M. A., MCDIARMID R. W., HAYEK L.-A. C. & M. S. FOSTER (Hrsg.): Measuring and Monitoring Biological Diversity. Standard Methods for Amphibians. Smithsonian Institution Press, Washington, pp. 125-130.

DOMANY B., SCHWETZ O. & G. SEIDEL (1982): Planung und Gestaltung des Donaubereichs. Magistrat der Stadt Wien-Geschäftsgruppe Stadtplanung.

ELLINGER N. (1995): Struktur, Phänologie und Dynamik einer Donaukammolch-Population (*Triturus dobrogicus* KIRITZESCU 1903) auf der Donauinsel bei Wien: Ein Vergleich von sechs Untersuchungsjahren. Unveröffentlichte Diplomarbeit, Universität Wien.

ENDEL S. (1989): Wanderaktivität von *Pelobates fuscus* (Amphibia: Anura) auf der Donauinsel (Wien). Unveröffentlichte Dissertation, Universität Wien.

ENGELMANN W. E., FRITZSCHE J., GÜNTHER R. & F. J. OBST (1986): Lurche und Kriechtiere Europas. Neumann Verlag, Leipzig.

FASOLA M. & L. CANOVA (1992): Residence in water by the newts *Triturus vulgaris, T. cristatus* and *T. alpestris* in a pond in northern Italy. Amphibia-Reptilia **13**: 227-233.

GIBBONS J. W. & D. H. BENNETT (1974): Determination of anuran terrestrial activity patterns by a drift fence method. Copeia **1974**: 236-243.

GOLDSCHMID U. (1997): Das ökologische Konzept der Donauinsel: Biotopverbund und Managementmaßnahmen. In: HÖDL W., JEHLE R. & G. GOLLMANN (Hrsg.): Populationsbiologie von Amphibien: eine Langzeitstudie auf der Wiener Donauinsel. Stapfia **51**: 27–43.

GOLDSCHMID U. & C. GRÖTZER (1993): Innovation Grün. Lebensräume von Menschenhand. Ein wasserbauliches Arbeitsbuch. Bohmann Druck & Verlag, Wien.

© Biologiezentrum Linz/Austria; download unter www.biologiezentrum.at

GREßLER S. (1995): Phänologie, Populationsstruktur und Populationsdynamik der Knoblauchkröte *Pelobates fuscus* (LAURENTI 1786) an einem Gewässer auf der nördlichen Donauinsel bei Wien- ein Vergleich von acht Untersuchungsjahren. Unveröffentlichte Diplomarbeit, Universität Wien.

GRIFFITHS R. (1985): A simple funnel trap for studying newt populations and the evaluation of trap behaviour in smooth and palmate newts, *Triturus vulgaris* and *T. helveticus*. Herpetological Journal **1**: 5-10.

GRILLITSCH H. (1990): Europäische Sumpfschildkröte. In: TIEDEMANN F. (Hrsg.): Lurche und Kriechtiere Wiens. J & V Edition Wien, pp. 118–124.

GÜNTHER R. (1990): Die Wasserfrösche Europas. Die neue Brehm-Bücherei 600. Westarp Wissenschaften, Magdeburg.

HAGSTRÖM T. (1982): Winter habitat selection by some north European amphibians. British Journal of Herpetology **6**: 276-277.

HALLIDAY T. (1995): Amphibian meetings in Austria, September 1994. Froglog **12**: 3.

HEYER W. R., DONNELLY M. A., MCDIARMID R. W., HAYEK L.-A. C. & M. S. FOSTER (Hrsg.) (1994): Measuring and Monitoring Biological Diversity: Standard Methods for Amphibians. Smithsonian Institution Press, Washington.

JACOBS W. & M. RENNER (1988): Biologie und Ökologie der Insekten. Zweite Auflage, Gustav Fischer Verlag, Stuttgart.

JEHLE R. (1994): Struktur, Phänologie, und Dynamik einer Donaukammolchpopulation (*Triturus dobrogicus* KIRITZESCU 1903) auf der Donauinsel bei Wien: Ein Vergleich von sechs Untersuchungsjahren. Unveröffentlichte Diplomarbeit, Universität Wien.

JEHLE R. (1996): Das "Amphibienprojekt Donauinsel", Wien: Ergebnisse und Erkenntnisse einer populationsökologischen Langzeitstudie. Stapfia **47**: 119-132.

JEHLE R. (1997): Langzeitstudien an Amphibienpopulationen: ein Überblick. In: HÖDL W., JEHLE R. & G. GOLLMANN (Hrsg.): Populationsbiologie von Amphibien: eine Langzeitstudie auf der Wiener Donauinsel. Stapfia **51**: 73–83.

JEHLE R., PAULI-THONKE A., TAMNIG J. & W. HÖDL (1997): Phänologie und Wanderverhalten einer Donaukammolch-Population (*Triturus dobrogicus* KIRITZESCU 1903) auf der Donauinsel bei Wien. In: HÖDL W., JEHLE R. & G. GOLLMANN (Hrsg.): Populationsbiologie von Amphibien: eine Langzeitstudie auf der Wiener Donauinsel. Stapfia **51**: 119–132.

JOLY P. & C. MIAUD (1989): Fidelity ot the breeding site in the alpine newt *Triturus alpestris*. Behavioral Processes **19**: 47–56.

KÜHNEL K. D. & W. RIECK (1988): Erfahrungen mit Trichterfallen bei der Amphibienerfassung. Jahrbuch für Feldherpetologie **2**: 133-139.

KUPFER A. (1996): Untersuchungen zur Populationsökologie, Phänologie und Ausbreitung des Kammmolches *Triturus cristatus* (LAURENTI 1768) in einem Agrarraum des Drachenfelser Ländchens bei Bonn. Unveröffentlichte Diplomarbeit, Rheinische Friedrich-Wilhems Universität Bonn.

MCCOMB W. C., ANTHONY R. G. & K. MCGARIGAL (1991): Different vulnerability of small mammals and amphibians to two trap types and two trap baits in Pacific northwest forests. Northwest Scientist **65**: 109-115.

MICHLMAYR F. (1997): Vom Römerlager Vindobona zur Donauinsel. In: HÖDL W., JEHLE R. & G. GOLLMANN (Hrsg.): Populationsbiologie von Amphibien: eine Langzeitstudie auf der Wiener Donauinsel. Stapfia **51**: 13–25.

© Biologiezentrum Linz/Austria; download unter www.biologiezentrum.at

NÖLLERT A. & C. NÖLLERT, C. (1992): Die Amphibien Europas-Bestimmung, Gefährdung, Schutz. Franckh-Kosmos Verlags-GmbH, Stuttgart.

PETERSON R., MOUNTFORT G. & P. A. D. HOLLOM (1992): Die Vögel Europas. 14. Auflage, Verlag Paul Parey, Hamburg und Berlin.

SCHÄFER H. J. & G. KNEITZ (1993): Entwicklung und Ausbreitung von Amphibienpopulationen in der Agrarlandschaft-ein E+E-Vorhaben. Natur und Landschaft **68**: 376-385.

SCHRAMM H. (1992): Phänologie, Struktur, und Dynamik einer Knoblauchkrötenpopulation (*Pelobates fuscus* LAURENTI 1768) (Amphibia: Anura) auf dem nördlichen Teil der Donauinsel (Wien): Ein Vergleich von vier Untersuchungsjahren. Unveröffentlichte Diplomarbeit, Universität Wien.

SINSCH U. (1987): Orientation behaviour of toads, *Bufo bufo*, displaced from breeding sites. Journal of Comparative Physiology A **161**: 715-727.

STÖCKLEIN B. (1980): Untersuchungen an Amphibienpopulationen am Rande der mittelfränkischen Weiherlandschaft unter besonderer Berücksichtigung der Knoblauchkröte *(Pelobates fuscus)*. Unveröffentlichte Dissertation, Universität Erlangen.

STORM R. M. & R. A. PIMENTEL (1954): A method for studying amphibian breeding populations. Herpetologica **10**: 161-166.

THIESMEIER B. (1990): Laufkäfer (Carabidae) erbeuten frisch metamorphosierte Feuersalamander (*Salamandra salamandra)* in Landfallen. Salamandra **26**: 218–220.

THONKE A. (1993): Struktur, Dynamik und Wanderverhalten der Donaukammolchpopulation (*Triturus dobrogicus* KIRIZESCU 1903) auf dem nördlichen Teil der Wiener Donauinsel bei Wien: Ein Vergleich von fünf Untersuchungsjahren. Unveröffentlichte Diplomarbeit, Universität Wien.

VERRELL P. A. & T. R. HALLIDAY (1985a): The population dynamics of the Crested Newt *Triturus cristatus* at a pond in southern England. Holarctic Ecology **8**: 151-156.

VERRELL P. A. & T. R. HALLIDAY (1985b): Autumnal migration and aquatic overwintering in the common frog, *Rana temporaria*. British Journal of Herpetology **6**: 433-434.

WAGERMAIER G. (1992): Struktur, Dynamik und Aktivitätsmuster einer Knoblauchkrötenpopulation (*Pelobates fuscus fuscus* Laurenti 1768) (Amphibia, Anura) auf dem nördlichen Teil der Donauinsel bei Wien (Endelteich): ein Vergleich von fünf Untersuchungsjahren. Unveröffentlichte Diplomarbeit, Universität Wien.

WIENER A. K. (1995): Untersuchungen zur Demographie und Phänologie einer Knoblauchkröten-Population, *Pelobates fuscus fuscus* (LAURENTI 1768) (Amphibia, Anura), nördlich von Wien. Ein Vergleich von sieben Untersuchungsjahren unter besonderer Berücksichtigung der Jahre 1992 und 1993. Unveröffentlichte Diplomarbeit, Universität Wien.

WIENER A. K. & A. CABELA (1997): Die Ringelnatter *(Natrix natrix)* am Endelteich (Donauinsel, Wien, Österreich). In: HÖDL W., JEHLE R. & G. GOLLMANN (Hrsg.): Populationsbiologie von Amphibien: eine Langzeitstudie auf der Wiener Donauinsel. Stapfia **51**: 215–227.

Anschrift der Verfasser:
Mag. Robert Jehle, Mag. Norbert Ellinger, a.o. Univ. Prof. Doz. Dr. Walter Hödl
Institut für Zoologie der Universität Wien
Althanstraße 14
A-1090 Wien/Austria
email: robert@zoo.univie.ac.at